

# Überwachung der Auswirkungen von Flussaufweitungen auf das Grundwasser mittels Radon

Eduard Hoehn

Eingang des Beitrages 14. 12. 2005/Eingang des überarbeiteten Beitrages: 5. 10. 2006/Online veröffentlicht: 1. 3. 2007  
© Springer-Verlag 2007

**Kurzfassung** Die Renaturierung des voralpinen Flusses Töss in der Schotterebene des Linsentals (südlich Winterthur, Nordschweiz) mit einer Befreiung von seinen Uferverbauungen gab Anlass zu Traceruntersuchungen im Fluss und im Grundwasser des kiessandigen Schotters. In diesem Gebiet infiltriert der Fluss überall und immer natürlicherweise ins Grundwasser, welches stark als Trinkwasser genutzt wird. Radon-Aktivitätskonzentrationen von frisch infiltriertem Grundwasser wurden interpretiert als Radon-Grundwasseralter für Strecken zwischen dem Fluss und Grundwasserbeobachtungsrohren. Nach einem ersten Hochwasser bewirkten die Renaturierungsmaßnahmen eine Aufweitung des Ufers und eine Verringerung der Fließdistanz des infiltrierenden Wassers zu den Rohren. Im Vergleich mit Radonmessungen vor diesen Maßnahmen, resultierten Messungen, die 16 Tage nach einem zweiten Hochwasser durchgeführt wurden, in einer Verringerung der Radon-Grundwasseralter auf dieser Strecke, dies als Folge der Verringerung der Fließdistanzen. Die Zahlen von autochthonen und coliformen Bakterien stiegen bereits bei einer Messung nach der Befreiung des Ufers und dann besonders bei einer Messung einen Tag nach dem ersten Hochwasser. Damit stützen diese Befunde die Interpretation der Radonmessungen. Auf die Trinkwasserqualität wirkte sich die Flussaufweitung hingegen bislang nicht aus. Solche Untersuchungen leisten einen Beitrag zur Lösung des raumwirksamen Nutzungskonflikts zwischen Flussrenaturierung und Grundwassernutzung als Trinkwasser.

Dr. Eduard Hoehn,  
Eawag, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz,  
8600 Dübendorf, Schweiz,  
Telefon: +41 44 823-5525, Telefax: +41 44 823-5210,  
E-Mail: hoehn@eawag.ch

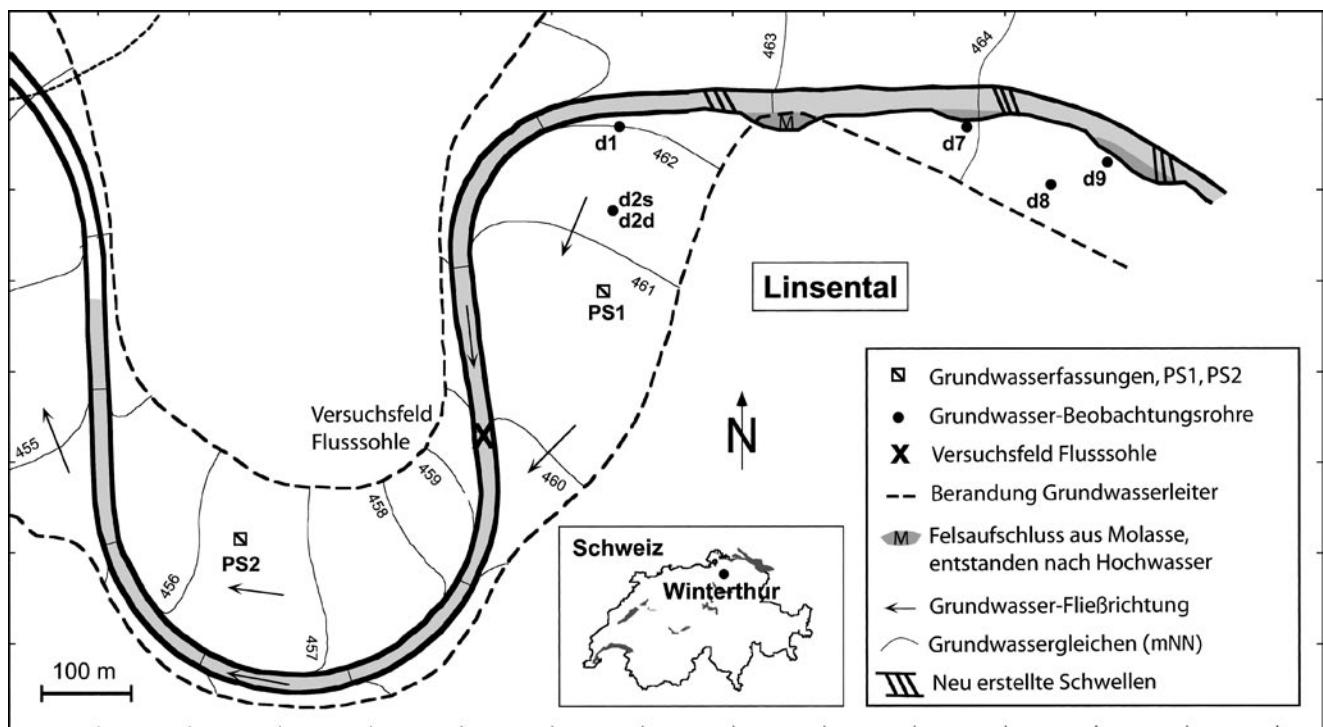
## Monitoring effects of river restoration on groundwater with radon

**Abstract** The restoration of the perialpine river Töss in a floodplain of northern Switzerland (Linsental) included the removal of bank reinforcements and tracer studies in the river and in observation wells of the adjacent alluvial groundwater. The river water is continuously recharging the aquifer system and the groundwater is used extensively as drinking water. Radon activity concentrations of freshly infiltrated groundwater are interpreted as radon groundwater age between the river and a well. A first flood after the restoration operations resulted in a widening of the river bed and in a reduction of the flow distance to the wells. Sixteen days after a second flood, the results of radon measurements were compared with those from before the restoration. The radon age of the groundwater between the river and the wells decreased, probably as a result of the reduction of the flow distances. Concentrations of autochthonous and coliform bacteria increased after the restoration operation and even more one day after the first flood. Thus the findings on the bacteria corroborate the interpretation of the radon concentrations. The restoration has not yet reduced the quality of the groundwater, which is pumped for drinking water. The study is contributing to the solution of land-use conflicts between river restoration and the supply of drinking water from the alluvial groundwater.

**Keywords** river infiltration · groundwater · radon · tracer · river bed widening

## Einführung und Problemstellung

In den Talsohlen des Alpenvorlands fließen Flüsse vielerorts über gut durchlässige sandige und kiesige Schotterablage-



**Abb. 1** Lageplan „Linsental“, Schotterebene im Tösstal südlich von Winterthur, Schweiz, mit eingetragenen Grundwasserpumpwerken, Grundwasserbeobachtungsrohren und dem Versuchsfeld „Flusssohle“ sowie Grundwassergleichen und Pfeile der Grundwasser-Fließrichtung

rungen. Wenn die Flusssohle durchlässig ist, tauschen die Flüsse Wasser mit dem alluvialen Grundwasser aus. Seit Beginn der Industrialisierung wurden die Flüsse in ein enges Korsett von Dämmen gezwungen, um einerseits die Hochwassergefahr zu bannen und andererseits gutes Landwirtschafts- und Industrieland zu gewinnen. Die Flüsse verloren dabei weitgehend ihren ökologischen Wert (Peter 2004). Nach großen Hochwässern, z. B. 1987, 1999 und 2005, weisen heute viele Hochwasserdämme „Alterserscheinungen“ auf. Das schweizerische Bundesgesetz vom 21. Juni 1991 über den Wasserbau schreibt in seinem Artikel 4, Absatz 2, Alinea b, über die Anforderungen an den Schutz der Gewässer vor Hochwässern Folgendes vor: „Bei Eingriffen in das Gewässer muss dessen natürlicher Verlauf möglichst beibehalten oder wiederhergestellt werden. Gewässer und Ufer müssen so gestaltet werden, dass die Wechselwirkungen zwischen ober- und unterirdischen Gewässern weitgehend erhalten bleiben.“ An vielen Abschnitten wurden und werden deshalb Flüsse aufgewertet (revitalisiert; z. B. Baumann 2003). Diese Arbeiten bergen aber Konflikte mit der Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser in sich (Regli et al. 2004). Die Wasserbauingenieure rechnen damit, dass das Flusssufer bei Hochwasserereignissen aufgerissen wird und sich der Fluss in Richtung Trinkwasserfassungen hin ausweitet. Bei infiltrierenden Flüssen kann sich eine solche Aufweitung in einer Verringerung der Aufenthaltszeiten des

geförderten Grundwassers und einer Zunahme an ganz jungem Grundwasser äußern.

In der Schweiz werden etwa 85 % des Trinkwassers aus Grundwasser gefördert. Ein bedeutsamer Teil des genutzten Grundwassers besteht aus natürlichem Infiltrat von Flusswasser in die alluvialen Schotterebenen des Mittellands (< 15 Tage altes „hyporheisches“ Grundwasser, im Sinn von Hoehn & Cirpka (2006); im Gegensatz zum älteren „alluvialen“ Grundwasser). Besonders in der Mitte des 20. Jahrhunderts wurden viele Trinkwasserfassungen in der Nähe natürlicherweise infiltrierender Flüsse gebaut. Diese Fassungen weisen nicht nur bei Pumpbetrieb geringe mittlere Aufenthaltszeiten des geförderten Grundwassers auf. Die künstliche Anfachung eines Uferfiltrats infolge Pumpbetrieb vermindert die Aufenthaltszeiten demgegenüber noch zusätzlich. Zum Teil liegen die Aufenthaltszeiten deutlich unter den in der schweizerischen Wegleitung über Grundwasserschutz (Buwal 2004) für die Grundwasserschutzzone S2 geforderten 10 Tagen. Die sogenannte „Zehntage-Linie“ der S2 stützt sich auf Untersuchungen der Eawag (Merkli 1975), wonach etwa 90 % von E.coli Bakterien innerhalb von 10 Tagen eliminiert werden. Die Schotter der Talsohlen wirken als sehr gute Filter, sodass viele dieser Fassungen trotz der kurzen Aufenthaltszeiten des Grundwassers bisher ohne nennenswerte Aufbereitung betrieben wurden. Flussaufweitungen in Schutzzonen

**Tab. 1** Radonkonzentrationen in Bohrlöchern<sup>1)</sup> Rohre zuunterst gelocht 0–3 m unterhalb Grundwasserspiegel, außer Rohr d2d: 5–8 m unterhalb Grundwasserspiegel<sup>2)</sup> Distanz von Fluss, abgeschätzt senkrecht zu den Grundwassergleichen, bzw. im Nahfeld des Flusses in ca. 45° zur Fließrichtung des Flusses<sup>3)</sup> Zählfehler 1 $\sigma$ , etwa  $\pm 10\%$  bei 10 Bq l<sup>-1</sup>; Nachweisgrenze etwa 0,2 Bq l<sup>-1</sup>; siehe Hunkeler et al. 1997<sup>4)</sup> Radon-Grundwasseralter, Annahmen:  $\tau_{Rn} = \bar{\tau}_w$ ; stationäre Radonkonzentration =  $26 \pm 2$  Bq l<sup>-1</sup><sup>5)</sup> Mittlere lineare Grundwasser-Fließgeschwindigkeit; Annahme: Kolbenfluss-Bedingungen

Rohr <sup>1)</sup>	Distanz <sup>2)</sup>	3.6.1998			5.11.1998			28.5.1999			
		vor Renaturierung der Töss			nach Renaturierung der Töss			16 Tage nach dem 2. Hochwasser			
#	[m]	Rn <sup>3)</sup> [Bq l <sup>-1</sup> ]	$\tau_{Rn}$ <sup>4)</sup> [d]	$v$ <sup>5)</sup> [m d <sup>-1</sup> ]	Rn <sup>3)</sup> [Bq l <sup>-1</sup> ]	$\tau_{Rn}$ <sup>4)</sup> [d]	$v$ <sup>5)</sup> [m d <sup>-1</sup> ]	Distanz <sup>2)</sup> [m]	Rn <sup>3)</sup> [Bq l <sup>-1</sup> ]	$\tau_{Rn}$ <sup>4)</sup> [d]	$v$ <sup>5)</sup> [m d <sup>-1</sup> ]
d1	13	4,3	1,0	13	5,8	1,4	9	13	9,3	2,4	5
d2s	100	7,6	1,9	53	17	5,9	17	100	8,6	2,2	45
d2d	100	11	3,0	33	17	5,9	17	100	10,0	2,7	37
d7	9	11	3,0	3	11	3,0	3	3	5,3	1,3	2,3
d8	60	24	14	4	26	$\approx 15$	4	60	18	6,5	9
d9	9	24	14	0,6	28	> 15	< 0,6	3	9,3	2,4	1,3

könnten aber zu einer Gefahr für das Grundwasser werden, indem so der Infiltratanteil gesteigert und die Aufenthaltszeiten des Grundwassers (Mischwasser) verkürzt werden. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass sich Flusssinfiltrat in Flussnähe über dem älteren alluvialen Grundwasser einschichtet (Hoehn et al. 1983). Aus diesem Grund sind Schutzzonen-Untersuchungen in einem Ausmaß notwendig, das über das bisherige hinausgeht.

Neben künstlich eingebrachten Markierstoffen erlauben vor allem Isotopen und andere Umwelttracer die Abschätzung und Modellierung des Infiltratanteils und der Mischalter des Grundwassers (Beyerle et al. 1999, Holocher et al. 2001, Mattle et al. 2001, Fette et al. 2005). Für die Bestimmung von Aufenthaltszeiten unter 15 Tagen eignet sich das radioaktive Isotop <sup>222</sup>Rn des Edelgases Radon (Hoehn & von Gunten 1989, Willme et al. 1995, Dehnert et al. 1999). Tracermethoden helfen mit, eine Entscheidung für oder gegen eine Flussraumauwertung in einem Gebiet mit Grundwassernutzung für Trinkwasser gut abzustützen. In der vorliegenden Arbeit wird mithilfe von Radonmessungen gezeigt, wo und in welchem Ausmaß sich die Aufenthaltszeiten des Grundwassers vom Fluss zu Probennahmerohren nach einer Renaturierung verringerten.

### Geologische und hydrogeologische Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Das Gebiet „Linsental“ befindet sich in der Schotterebene des Flusses Töss, südlich von Winterthur und 20 km NE von Zürich in der Schweiz. Es ist etwa 3 km lang und bis zu 200 m breit (Abb. 1). Die Töss ist ein voralpiner Fluss 3. Ordnung mit einem mittleren Abfluss von etwa 7 m<sup>3</sup>/s (1921–1994, Brunke & Gonser 1999). Flusssohle und Ufer waren seit dem frühen 19. Jahrhundert als trapezförmiger

stabiler Kanal von etwa 20 m ausgebaut. Die Schotterebene ist gefüllt mit max. 25 m mächtigen kies-sandigen glazi-fluviatilen Lockergesteins-Ablagerungen. Die Grundwasseroberfläche liegt in 2–5 m Tiefe, und das Grundwasser fließt generell etwa parallel zum Tal. Die Wasserwerke von Winterthur betreiben in diesem Gebiet 5 Horizontalfilterbrunnen für die Trinkwasserversorgung; eines davon ist das Pumpwerk „Sennschür“ (PS1 in Abb. 1), das andere „Obere Au“ (PS2 in Abb. 1). Pumpversuche beim Bau dieser Fassungen ergaben Durchlässigkeitsbeiwerte für den Schotter zwischen 1 m d<sup>-1</sup> (feinkörnige Linsen im Kies-sand) und 500 m d<sup>-1</sup> („open framework“-Zonen, Mattle et al. 2001). Die Grundwasseroberfläche liegt stets und überall tiefer als die Flussoberfläche. Der Fluss infiltriert natürlicherweise ins Grundwasser – dies im Gegensatz zu einer mittels Förderbrunnen künstlich induzierten Uferfiltration. Eine spezifische Infiltrationsrate wurde zu etwa 0,05 m<sup>3</sup> pro m<sup>2</sup> Flusssohle und Tag abgeschätzt (StWW, 1991). Die Schotterebene ist vollständig bewaldet; deshalb wurde die Grundwasserneubildung durch versickernden Niederschlag oder Hangwasserzuflüsse vernachlässigt. Das geförderte Grundwasser weist einen gegenüber der Töss sehr ähnlichen Chemismus auf, mit insbesondere gleichen Werten für die spezifische elektrische Leitfähigkeit. Es hat nur in Störfällen zu qualitativen Beanstandungen Anlass gegeben, weil der chemische und mikrobiologische Zustand der Töss außerordentlich gut sind. Entsprechend muss das Grundwasser dieser Brunnen kaum aufbereitet werden.

Im Gebiet Linsental planten das Amt für Wasser, Energie, Luft (AWEL) des Kantons Zürich vor einigen Jahren eine „Befreiung“ des Flusses Töss vom Korsett des Uferdamms, die mittlerweile ausgeführt wird. Im September 1998 wurden die Dämme auf einer linksufrigen Strecke entfernt, die vom Grundwasserschutz her als unkritisch betrachtet wurde. Dazu wurden dort neu Schwellen und Buhnen eingebaut

**Tab. 2** Konzentrationen von autochthonen Grundwasser-Mikroorganismen und coliformen Bakterien in Bohrlöchern<sup>1)</sup> Rohr gelocht 0–3 m unterhalb Grundwasserspiegel, außer Rohr d2d: 5–8 m unterhalb Grundwasserspiegel<sup>2)</sup> Distanz von Fluss, abgeschätzt senkrecht zu den Grundwassergleichen, bzw. im Nahfeld des Flusses in ca. 45° zur Fließrichtung des Flusses  
Daten: AWEL, 1999

Rohr <sup>1)</sup> #	Distanz <sup>2)</sup> [m]	15.9.1998 vor Renaturierung der Töss		5.11.1998 nach Renaturierung der Töss		23.2.1999 16 Tage nach dem 1. Hochwasser		
		autochthone [MPN/ml]	coliforme [MPN/100 ml]	autochthone [MPN/ml]	coliforme [MPN/100 ml]	Distanz <sup>2)</sup> [m]	autochthone [MPN/ml]	coliforme [MPN/100 ml]
d1	13	220	2	850	41	13	55	1
d2s	100	30	0	18	0	100	260	2
d2d	100	5	0	20	0	100	1	0
d7	9	250	6	2.300	49	3	3.100	220
d8	60	12	2	160	0	60	340	0
d9	9	60	1	120	0	3	1.600	55

(Abb. 1). Nach diesen Maßnahmen zur Renaturierung der Flusslandschaft konnte die Töss beginnen, ihr Bett neu zu gestalten und das Ufer aufzuweiten (Oplatka 1999). Ein in der Folge aufgetretenes etwa zwanzigjähriges Hochwasser von  $110 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (20. Februar 1999) resultierte in einer Aufweitung des Ufers. An einer Stelle zeigte sich ein „Knie“ aus Molassesandstein im Verlauf der seitlichen Berandung des Schotters. Dieses Knie aus Molassefels schützt die Fassung PS1 vor frischem Infiltrat aus dem Bereich der Aufweitung (Abb. 1). Das 1. Hochwasser wurde gefolgt von einem zweiten etwa hundertjährlichen Hochwasser von  $140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (12. Mai 1999, Oplatka 1999). Bei diesem größeren Hochwasserereignis weitete sich das Ufer dort aber nur mehr geringfügig weiter auf.

Grundwasserbeobachtungsrohre von einem Durchmesser von 2“ für die Überwachung der Auswirkungen der Befreiung des Flusses liegen grundwasserstromaufwärts der Fassung PS1 in Distanzen vom Flussufer vor den Hochwässern zwischen 9 und 60 m (d1, d7, d8, d9; Abb. 1, Tab. 1). Diese Rohre sind gelocht bis max. 3 m unter dem Grundwasserspiegel (Tab. 1). Die Fließdistanzen des Grundwassers zu den einzelnen Rohren wurden abgeschätzt als etwa senkrecht zu den Grundwassergleichen in Abbildung 1, bzw. im Nahbereich der Infiltration wurde für die Abschätzung der Fließdistanz ein Abströmwinkel des Infiltrats von 45° zur Fließrichtung des Flusses angenommen (Tab. 1 und 2). Eine Bohrung in einer Distanz von etwa 100 m vom Ufer (d2) wurde mit 2 Rohren ausgerüstet, von denen d2s im untiefen Bereich und d2d in 5–8 m Tiefe gelocht sind. Die Fließdistanz von der Töss zur Fassung PS1 beträgt etwa 280 m. Die Fassung PS1 ist als Horizontalfilterbrunnen ausgebaut, bei dem die Filterstränge zuunterst im Grundwasserleiter liegen. Etwas stromabwärts dieser Rohre bestand in der Flusssohle ein Versuchsfeld von 36 schmalen Beobachtungsrohren ( $\varnothing = 2\text{“}$ ), die 0,5–2,0 m in die Flusssohle gerammt wurden („Versuchsfeld Flusssohle“, Abb. 1). Diese Rohre dienten fließgewässerökologischen Untersuchungen (Brunke & Gonser 1999) und wurden bei den Hochwässern 1999 fortgerissen.

### Radon im Uferfiltrat und Messungen

Rn-222-Aktivitätskonzentrationen (hier als Konzentrationen bezeichnet) nehmen im Grundwasser nach der Versickerung exponentiell zu (Gl. 1):

$$[1] \quad c(t) = c_{\text{Fluss}} + (c_{\infty} - c_{\text{Fluss}})(1 - \exp(-\lambda t))$$

In Gleichung 1 bedeutet  $c_{\text{Fluss}}$  die Radonkonzentration im Fluss,  $\lambda$  ist die radioaktive Zerfallskonstante ( $\lambda_{\text{Rn}} = 0,183 \text{ d}^{-1}$ ), und  $c_{\infty}$  ist die asymptotische Radonkonzentration, die sich im Grundwasserleiter aufbaut, wenn sich das Einwachsen und der Zerfall von im Wasser gelöstem  $^{222}\text{Rn}$  in einem stationären Zustand befinden. Der Wert von  $c_{\infty}$  ist spezifisch für einen Grundwasserleiter, indem er von der Konzentration des Mutternuklids,  $^{226}\text{Ra}$ , auf den Oberflächen des Grundwasserleiter-Materials abhängt (Hoehn & von Gunten 1989, Snow & Spalding 1997). Zum Beispiel stellten Hoehn et al. (1992) in einer Laborstudie ein nicht-exponentielles Einwachsen von Radon fest, was sie einer nicht-gleichmäßigen Produktion von  $^{222}\text{Rn}$  entlang des Fließpfads zuschrieben. Der Wert ist zudem abhängig von der Emanation (Rückstoßkraft beim Zerfall von Ra an der Kornoberfläche und nachfolgender Diffusion von Rn in den Porenraum), und deshalb auch abhängig von der Korngröße und der spezifischen Kornoberfläche (z.B. Rama & Moore 1984, Semkow 1990). Solche kleinräumigen Inhomogenitäten des Grundwasserleiters werden aber durch das Vorpumpen bei der Grundwasser-Probennahme von 3 Rohrinhalten etwas ausgemittelt. Die asymptotische Radonkonzentration wird erreicht nach etwa 4 Halbwertszeiten von  $^{222}\text{Rn}$ ,  $t_{1/2(\text{Rn})}$  ca. 3,8 d ( $t_{1/2(\text{Rn})} = \ln 2 / \lambda_{\text{Rn}}$ ). Zunehmende Radonkonzentrationen entlang eines Grundwasser-Fließpfads zeigen unter folgenden Annahmen ein zunehmendes Radon-Grundwasseralter an ( $^{222}\text{Rn}$ -Alter,  $\tau_{\text{Rn}}$ ): i) die makroskopische Verteilung der Isotope U, Th, und Ra, im Grundwasserleiter ist homogen; ii) die Steady-state-Rn-Konzentration ist repräsentativ für den Fließpfad im Grundwasserleiter; iii) Verluste von Rn durch das Ausgasen in die ungesättigte Zone und die Atmo-

sphäre sind konstant; iv) Fließdistanzen bleiben gleich; v) es erfolgt keine Zumischung älteren alluvialen Grundwassers auf dem Fließpfad; und vi) die Sorption von Rn an die Kornoberfläche kann vernachlässigt werden (Hoehn & von Gunten 1989). Unter diesen Annahmen kann der Wert für  $\tau_{Rn}$  aus den Radonkonzentrationen durch Umformung von Gleichung 1 berechnet werden (Gl. 2):

$$[2] \quad \tau_{Rn} = (\lambda_{Rn})^{-1} \ln \left( \frac{c_{Fluss} - c_{\infty}}{c - c_{\infty}} \right)$$

In Gleichung 2 bedeutet  $c$  die Konzentration in einer Grundwasserprobe, und  $c_{Fluss}$  ist die Flusswasserkonzentration (typischerweise nahe null). Die asymptotische Konzentration  $c_{\infty}$  muss von einer Grundwasserprobe bestimmt werden, von der bekannt ist, dass die Aufenthaltszeit deutlich über 15 Tagen liegt. Wir nehmen an, dass  $\tau_{Rn}$  der mittleren Aufenthaltszeit von sehr jungem (hyporheischem) Grundwasser,  $\bar{\tau}_w$ , entspricht. Radonkonzentrationen ergeben Aufenthaltszeiten von bis 15 Tagen (ca. 4 Halbwertszeiten).

Radonmessungen wurden am 3.6.1998, am 5.11.1998 und am 28.5.1999 durchgeführt, also einmal vor und zweimal nach der Befreiung des Flusses. Die 3. Messung erfolgte 16 Tage nach dem 2. Hochwasser. Anlässlich der Probenahmen für Radon wurden im Grundwasser auch die Temperaturen und die spezifischen elektrischen Leitfähigkeiten gemessen. In der fraglichen Zeit wurden die Rohre durch die Wasserwerke von Winterthur drei Mal unabhängig von den Radonmessungen auf autochthone und coliforme Mikroorganismen hin beprobt (15.9.1998, vor Flussaufweitung; 5.11.1998, nach Flussaufweitung; 23.2.1999, nach Flussaufweitung, einen Tag nach dem 1. Hochwasser). Leider wurden die Radonmessungen nicht zur selben Zeit durchgeführt wie die bakteriologischen. Sie können deshalb nicht direkt miteinander verglichen werden. Für die Wasserwerke Winterthur ist die hygienische Qualität des Grundwassers von höchster Bedeutung. Mit den Messungen verfolgten die Wasserwerke und das AWEL mögliche Auswirkungen der baulichen Massnahmen zur Befreiung der Töss auf die Grundwasserqualität. Die Zahl der autochthonen Mikroorganismen in den Wasserproben wurde hier als Tracer verwendet, obwohl von der Töss keine entsprechenden Messungen vorliegen.

Das Wasser aus der Töss und den Grundwasserbeobachtungsrohren wurde mit schmalen Unterwasser-Pumpen gefördert (Whale Superline 99, Munster Simms Eng. Ltd., Bangor, N. Ireland). Radon wurde mit einem NITON Rad7-H<sub>2</sub>O-Gerät gemessen (Durrige Co., Bedford, MA 01730-0368, U.S.A.). In diesem Gerät wird in einem elektrischen Feld und einem Silikon-Halbleiter-Detektor das positiv geladene Tochterisotop von  $^{222}\text{Rn}$ , Polonium,  $^{218}\text{Po}$  ( $t_{1/2(Po)} = 3,10 \text{ min}$ ) angezogen. Die Anzahl an Einschlüssen dieses  $\alpha$ -strahlenden Radionuklids gilt als Maß für die Konzentration an  $^{222}\text{Rn}$ , sobald das radioaktive Gleichgewicht mit  $^{222}\text{Rn}$  er-

reicht ist (nach etwa 15 Minuten, Burnett et al. 2001). Eine  $\alpha$ -spektrometrische Analyse ist im Gerät integriert als Maß für die Radonkonzentration in Wasser (Zählfehler  $1\sigma$ , etwa  $\pm 10\%$  bei  $10 \text{ Bq l}^{-1}$ ; Nachweisgrenze etwa  $0,2 \text{ Bq l}^{-1}$ ; siehe Hunkeler et al. 1997). Der Gesamtfehler der Radonmethode wird abgeschätzt zu etwa  $\pm 20\%$  des gemessenen Werts (Hoehn & von Gunten 1989). Er schließt Unsicherheiten in der Zählstatistik des Geräts und der Vorgehensweise bei der Probennahme ein.

## Ergebnisse und Diskussion

### Radon-Konzentrationen in der Töss und in der Flusssohle

Die Radonkonzentration der Töss wurde beim Versuchsfeld „Flusssohle“ gemessen und beträgt  $1,8 \pm 0,7 \text{ Bq l}^{-1}$  ( $n = 3$ ). Offenbar enthält dort das Flusswasser geringe Anteile an exfiltriertem Grundwasser. In diesem Versuchsfeld wurden am 9./10. Dezember 1997 in den Tiefenlagen 0,2 m und 0,5 m unterhalb der Flusssohle Werte von  $3,8 \pm 3,4 \text{ Bq l}^{-1}$  ( $n = 17$ ) gemessen. In 1,0 und 1,5 m Tiefe waren es  $20 \pm 9,8 \text{ Bq l}^{-1}$  ( $n = 18$ ). An jener Stelle besteht eine sog. „flow-through“-Situation, wo Grundwasser quer zum Verlauf des Flusses strömt. Am linken Ufer exfiltriert Grundwasser mit einer Verweilzeit im Untergrund von deutlich über 15 Tagen in den Fluss und in die Flusssohle, und am rechten Ufer infiltriert Flusswasser ins Grundwasser (Brunke & Gonser 1999). Dies entspricht im Linsental nicht dem Normalfall einer durchgehenden Tendenz zur Infiltration. Am linken Ufer und in der Flussmitte wurden in der Tiefe von 1,5 m Radonkonzentrationen von  $26 \pm 10 \text{ Bq l}^{-1}$  ( $n = 6$ ) gemessen. Diese höchsten Werte wurden hier als stationär betrachtet, d. h. eine Radonkonzentration von  $26 \text{ Bq l}^{-1}$  führt zu einem Radon-Grundwasseralter von 15 oder mehr Tagen. Die angetroffene Schicht mit hyporheischem Grundwasser ist im Versuchsfeld „Flusssohle“ nur geringmächtig. Darunter folgt eine Art „Sprungschicht“, wo das hyporheische Grundwasser abrupt in das ältere alluviale Grundwasser übergeht. Dies geht auch aus der Messung der Grundwasserspiegelhöhen und der Temperaturen in den Rohren hervor (Ergebnisse hier nicht gezeigt).

### Radon- und Bakterienkonzentrationen in Grundwasserbeobachtungsrohren

Die Radonkonzentrationen im Grundwasser stromaufwärts der Fassung PS1 und die Radon-Grundwasseralter sind in Tabelle 1 dargestellt. Bei der 1. und der 2. Probennahme blieben die Radonkonzentrationen generell etwa gleich hoch. Am 3.6.1998 (vor den Renaturiermaßnahmen) und am 5.11.1998 (nach diesen Maßnahmen) wiesen die Rohre d8 und d9 Radon-Konzentrationen von 24, respektive von

26 bzw. 28 Bq l<sup>-1</sup> auf, was als „steady state“ betrachtet wird. Entweder infiltrierte die Töss damals dort nicht, oder die Fließzeit des Infiltrats betrug 15 und mehr Tage. Die geringeren Radonkonzentrationen in den übrigen Rohren an diesen beiden Daten weisen auf Tössinfiltrat wechselnden Ausmaßes in der obersten Grundwasserschicht hin, wo ein direkter hydraulischer Anschluss über eine gesättigte Zone vorherrscht (vgl. mit Hoehn et al. 1983). In den beiden Rohren d2s und d2d wurde bei der 2. Probennahme etwa eine Verdoppelung der Werte festgestellt.

Bei der 3. Probennahme vom 28.5.1999, nach dem 2. Hochwasser, sanken die Radon-Konzentrationen in Rohr d9 auf etwa ein Drittel der vorangegangenen Werte, und in den Rohren d7 und d8 halbierten sie sich etwa. Nach dem 1. Hochwasser vom 20.2.1999 reduzierte sich die Distanz vom Flusssufer zu diesen Rohren infolge der Flussaufweitung, beim Rohr d9 von 9 auf etwa 3 m. Nach dem 2. Hochwasser vom 12.5.1999 dürfte die Durchlässigkeit der Flusssohle durch die Filterwäsche erhöht worden sein. Dies könnte sich mit einer Verkürzung von Fließwegen zum etwas weiter vom Ufer entfernten Rohr d8 ausgewirkt haben. Nur im Rohr d1 verdoppelte sich die Radon-Konzentration etwa. Ob die Aufenthaltszeiten bereits nach dem 1. Hochwasser zurückgingen, ist nicht bekannt.

Aus den Radon-Grundwasseraltern und den Fließdistanzen zu den Rohren ließen sich in Tabelle 1 Fließgeschwindigkeiten zwischen 1 und 50 m d<sup>-1</sup> abschätzen, was auf eine entsprechend breite Verteilung der Durchlässigkeiten des Kies-Sand-Gemischs in Ufernähe hinweist. Aus den Radon-Grundwasseraltern der Rohre d2s und d2d am 3.6.1998 und am 28.5.1999 resultieren Fließgeschwindigkeiten von etwa 50 m d<sup>-1</sup>. Bei einem Grundwassergefälle von etwa 0,5 % (Abb. 1) und einer angenommenen nutzbaren Porosität des Schotters von etwa 20 % resultiert ein mittlerer Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  für die Fließdistanz von etwa 100 m von etwa 0,02 m s<sup>-1</sup>. Ein Färbeversuch der Wasserwerke Winterthur im Linsental am 13.4.1999 (also zwischen den beiden Hochwässern) ergab Fließgeschwindigkeiten von bis zu 40 m d<sup>-1</sup> (AWEL 1999), was gut mit den Radonmessungen übereinstimmt.

Die Ergebnisse der bakteriologischen Messungen sind in Tabelle 2 dargestellt. Bei der 2. Messung nach der Aufweitung des Flusssufers lagen die Zahlen der autochthonen Bakterien generell etwas höher als bei der 1. Messung. Bei der 3. Messung nach dem 1. Hochwasser lagen die Zahlen für autochthone und coliforme Bakterien in Flussnähe deutlich höher als vorher. Im etwas entfernten Rohr d8 lag die Zahl der autochthonen Bakterien ebenfalls höher, was die Vermutung einer Filterwäsche in der Flusssohle unterstützt. Nur im Rohr d1, welches ebenso nahe an der Töss gelegen ist wie das Rohr d7, lagen die Bakterienzahlen bei der 3. Probennahme tiefer als bei der zweiten. Diese Daten unterstützen die zu einem anderen Zeitpunkt gemessenen Radon-

konzentrationen: Eine Verringerung der Aufenthaltszeiten des Grundwassers geht einher mit einer Verschlechterung der bakteriologischen Wasserqualität.

Der Uferanriss beim 1. Hochwasser vom 22.2.1999 war Folge der Renaturierungsmaßnahmen im Fluss im September zuvor. Die im Vergleich mit den vorangegangenen Probennahmen deutlich niedrigeren Radonkonzentrationen am 28.5.1999, 15 Tage nach dem 2. Hochwasser, dürften Folge der Verringerung der Fließdistanzen zu den Bohrlöchern im Bereich der Aufweitungen sein. Sie werden als Verringerung der Aufenthaltszeiten im Untergrund interpretiert, was durch die nach den Renaturierungsmaßnahmen gestiegenen Bakterienzahlen gestützt wird. Ein ursächlicher Zusammenhang wird postuliert zwischen den Uferanrissen beim 1. Hochwasser als Folge der Renaturierungsmaßnahmen und den gesunkenen Radonkonzentrationen.

In ihren Modellrechnungen sagten Mattle et al. (2001) eine Abnahme der Aufenthaltszeiten in der Fassung PS1 von etwa einem Faktor und von etwa drei für die Zeit nach einer Flussaufweitung voraus. Dies konnte bislang nicht bestätigt werden. Beyerle et al. (1999) ermittelten in dieser Fassung <sup>3</sup>H/<sup>3</sup>He-Wasseralter von etwa einem Jahr, was für eine signifikante Reduktion von Mikroorganismen genügt. Diese Autoren betrachten das geförderte Grundwasser als eine Mischung von jungem hyporheischem Grundwasser (<sup>3</sup>H/<sup>3</sup>He-Wasseralter von null) mit älterem alluvialem Grundwasser. Ein tiefes Bohrloch in der Nähe der Fassung PS1 (nicht gezeigt in Abb. 1) ergab Wasseralter von 960 ± 100 und 560 ± 90 Tagen. Die Komponente von älterem alluvialem Grundwasser in der Fassung PS1 trägt etwa 50 % zum geförderten Misch-Grundwasser bei und verbessert so die Versorgungssicherheit.

### Folgerungen für die Praxis

Im Verbund mit anderen Umwelttracern (z.B. <sup>3</sup>H/<sup>3</sup>He für Grundwasseralter ab ca. 2 Monaten und z.B. Temperatur und EL für Mischung), Versuchen mit künstlichen Markierstoffen und weiteren hydraulischen und mikrobiologischen Untersuchungen lässt sich mit Radon junges hyporheisches von älterem alluvialem Grundwasser unterscheiden. Mit Wasseraltern bis zu 15 Tagen ist Radon auf die Erfordernisse von Trinkwasserfassungen mit nennenswertem Infiltratanteil zugeschnitten. Raumwirksame Nutzungen wie Hochwasserschutz, Auenschutz, Fließgewässer-Ökologie, Land- und Forstwirtschaft, Erholungsräume für die Bevölkerung und die Belange des Grundwasserschutzes treten miteinander in Konflikt. Die Diskussion über den Vollzug von Grundwasserschutzzonen bei Trinkwasserfassungen mit Anteilen von Flussinfiltrat zeigen, wie wichtig eine Unterscheidung der Strömungs- und Transportverhältnisse der beiden vorgefundenen Grundwassertypen voneinander ist.

Die bisher aufgetretenen Flussaufweitungen im Linsental als Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen und der nachfolgenden Hochwässer wirkten sich nicht auf das gefasste, als Trinkwasser genutzte, Grundwasser aus. Nur in Ufernähe und im obersten Bereich des Grundwasserleiters verschlechterte sich die bakteriologische Qualität des Grundwassers, und seine Aufenthaltszeit im Untergrund verringerte sich merklich. Bei gut durchlässigen Flusssohlen lassen sich Auswirkungen von Flussaufweitungen auf das Grundwasser bis zu einem gewissen Grad vorhersagen. Bei Flussstrecken mit stärker kolmatierten Flusssohlen hingegen dürften Auswirkungen schwieriger voraussehbar sein, weil nicht klar ist, wie sich die Durchlässigkeit der Flusssohle bei veränderter Fließgeometrie entwickelt. Bisher gut von Infiltrat abgeschirmte Fassungen könnten sich nach Flussaufweitungen stark verringerten Aufenthaltszeiten gegenübersehen. In solchen Fällen ist das Risiko einer Verunreinigung des geförderten Trinkwassers nicht tragbar. Hier ging es darum, Revitalisierungen und deren nachfolgende Hochwässer als Ursachen für einen Rückgang der Rn-Konzentrationen aufzuzeigen. Weitere Studien werden die Beziehungen zwischen Revitalisierungen vor bzw. nach nachfolgenden Hochwässern und Radon-Konzentrationen zu quantifizieren haben.

**Danksagung** Teil des Eawag-Forschungsschwerpunkts 1993–1997 „Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung“. Dank für zahlreiche Diskussionen an René Gächter, Leiter des Teilprojekts „Flussrenaturierung“ im Eawag-Forschungsschwerpunkt, Olaf Cirpka und Markus Hofer sowie Rolf Kipfer und Werner Aeschbach-Hertig für Durchsicht früherer Fassungen des Manuskripts. Die Kommentare der beiden Reviewer, insb. Herrn Dr. Jörg Dehnert, trugen zur Verbesserung des Manuskripts bei.

## Literatur

- AWEL (Amt für Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich): Hydrogeologischer Bericht über den Markierversuch vom April/Mai 1999.- Geol. Büro Dr. L. Wyssling AG, Ber. Nr. 99.1800, unveröffentlicht. (1999)
- Baumann, M.: Hochwasserschutz, Flusssraumaufwertung und Grundwasser im Thurtal – Vorgehen zur Lösung von Konflikten.- Bull. angew. Geol. **8** (2): 47–55. (2003)
- Beyerle, U., Aeschbach-Hertig, W., Hofer, M., Imboden, D.M., Baur, H., Kipfer, R.: Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with  $^3\text{H}/^3\text{He}$ , noble gases and CFCs.- J. Hydrol. **220**: 169–185. (1999)
- Brunke, M., Gonser, T.: Hyporheic invertebrates – the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients.- J.N.Am.Benthol. Soc. **18** (3): 344–362. (1999)
- Burnett, W.C., Kim, G., Lane-Smith, D.: Use of a continuous Radon monitor for assessment of Radon in coastal ocean waters.- J. Radioanal. Nucl. Chem. **249**: 167–172. (2001)
- Buwal (Bundesamt für Wald und Landschaft): Wegleitung Grundwasserschutz, Vollzug Umwelt.- 133; Bern. (2004)
- Dehnert, J., Nestler, W., Freyer, K., Treutler, H.C.: Messung der Infiltrationsgeschwindigkeit von Oberflächenwasser mit Hilfe des natürlichen Isotops Radon-222.- Grundwasser **4** (1): 18–30. (1999)
- Fette, M., Kipfer, R., Schubert, C.J., Hoehn, E., Wehrli, B.: Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers.- Appl. Geochem. **20**: 701–712. (2005)
- Hoehn, E., Zobrist, J., Schwarzenbach, R.: Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser – Hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im Glattal.- Gas-Wasser-Abwasser **63** (8): 401–410. (1983)
- Hoehn, E., von Gunten, H.R.: Radon in groundwater – a tool to assess infiltration from surface waters to aquifers.- Water Resour. Res. **25** (8): 1795–1803. (1989)
- Hoehn, E., von Gunten, H.R., Stauffer, F., Dracos, Th.: Radon-222 as a groundwater tracer – A laboratory study.- Environ. Sci. Technol. **26** (4): 734–738. (1992)
- Hoehn, E., Cirpka, O.A.: Assessing hyporheic zone dynamics in two alluvial flood plains of the Southern Alps using water temperature and tracers.- Hydrol. Earth Syst. Sci. **10** (4): 553–563; <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/10/issue4.html>. (2006)
- Holocher, J., Matta, V., Aeschbach-Hertig, W., Beyerle, U., Hofer, M., Peeters, F., Kipfer, R.: Noble gas and major element constraints on the water dynamics in an Alpine floodplain.- Groundwater **39** (6): 841–852. (2001)
- Hunkeler, D., Hoehn, E., Höhener, P., Zeyer, J.: Rn-222 as a partitioning tracer to detect diesel fuel contamination in aquifers: Laboratory experiments and field study.- Environ. Sci. Technol. **31** (11): 3180–3187. (1997)
- Mattle, N., Kinzelbach, W., Beyerle, U., Huggenberger, P., Loosli, H.H.: Exploring an aquifer system by integrating hydraulic, hydrogeologic and environmental tracer data in a three-dimensional hydrodynamic transport model.- J. Hydrol. **242**: 183–196. (2001)
- Merkli, B.: Untersuchungen über Mechanismen und Kinetik der Elimination von Bakterien und Viren im Grundwasser.- Diss. ETH Nr. 5420. (1975)
- Oplatka, M.: Die teilweise befreite Töss gestaltet ihr Flussbett.- Gas-Wasser-Abwasser **79** (11): 960–963. (1999)
- Peter, A.: Ökologie der Rhone – Resultate aktueller Erhebungen des Forschungsprojekts „Rhone–Thur“- Wasser, Energie, Luft **96** (11): 299–330. (2004)
- Rama, Moore, W.S.: Mechanism of transport of U-Th series radioisotope from solids into ground water.- Geochim. Cosmochim. Acta **48** (2): 395–399. (1984)
- Regli, C., Guldenfels, L., Huggenberger, P.: Revitalisierung von Fließgewässern im Konflikt mit der Grundwassernutzung.- Gas-Wasser-Abwasser **96** (4): 261–272. (2004)
- Semkow, T.M.: Recoil-emanation theory applied to radon release from mineral grains.- Geochim. Cosmochim. Acta **54** (2): 425–440. (1990)
- Snow, D.D., Spalding, R.F.: Short-term aquifer residence times estimated from  $^{222}\text{Rn}$  disequilibrium in artificially-recharged ground water.- J. Environ. Radioactivity **37** (3): 307–325. (1997)
- StWW (Städtischen Werke Winterthur): Risikoanalyse für die Wasserversorgung von Winterthur; unveröffentlicht. (1991)
- Willme, U., Schulte-Ebbert, U., Hoehn, E.: Bestimmung von Grundwasserverweilzeiten mit geogenem  $^{222}\text{Rn}$  bei künstlicher Grundwasseranreicherung und Uferfiltration in einer Trinkwassergewinnungsanlage.- gwf/wasser-abwasser **136** (5): 234–241. (1995)